

# 跨流域调水核心水源地生态补偿标准研究

## ——以丹江口库区为例

孙玉环<sup>1</sup> 张冬雪<sup>1</sup> 丁娇<sup>1</sup> 梁彬<sup>2</sup> 梁雨菡<sup>11</sup>

(1. 东北财经大学统计学院, 辽宁 大连 116025;

2. 黑龙江建筑职业技术学院 市政与环境工程系, 黑龙江 哈尔滨 150025)

**【摘要】:** 补偿标准的确定和补偿责任的分摊是跨流域生态补偿的核心问题。基于“谁受益, 谁补偿”的原则, 从水质水量双视角构建生态补偿模型, 制定丹江口库区生态补偿标准, 测算生态补偿总额以及各受水区应分别承担的生态补偿额, 并建立库区与受水区之间的双向生态补偿机制。结果表明: (1) 从测算总额来看, 2016~2019年4年间库区所需生态补偿总额为28.79亿元, 与筹集专项资金进行对比, 推算库区生态补偿额存在约5.75亿元缺口; (2) 从各受水区测算结果来看, 北京、天津、河北、河南分别承担9.15、4.52、7.29和7.83亿元生态补偿额; (3) 对比水质水量补偿总额, 水量补偿总额比水质补偿总额多11.39亿元, 受水区对水量的重视程度高于水质, 侧面说明受水区对水量仍然具有较高需求。

**【关键词】:** 丹江口库区 生态补偿标准 水质水量模型 双向补偿

**【中图分类号】:** X321 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2022)06-1262-10

20世纪70年代, 为改善以往粗放发展方式遗留的生态问题, 关于生态补偿的研究逐渐兴起。生态补偿的内涵随着经济社会的发展不断扩展变化, 最初被认为是对生态环境破坏者的收费, 后来拓展为对生态系统服务提供者和保护者的奖励补助, 拓展后的生态补偿对正、负外部性行为进行了综合考虑, 具体包括保护性补偿和污染惩罚性补偿(赔偿)两种类型<sup>[1]</sup>。90年代末, 生态补偿被引入到流域治理领域<sup>[2]</sup>, 流域生态补偿通常指采用政府或市场手段, 通过协调流域上下游及多方之间利益关系, 实现保护流域生态环境、促进流域内各地区协调发展的生态补偿机制<sup>[3]</sup>。

从补偿类型来说, 流域生态补偿可分为政府补偿、市场补偿和NGO(Non-Government Organization)参与型补偿3种类型。政府补偿是指以中央或地方政府作为补偿主体, 同级或下级政府作为被补偿对象, 采用政策支持、财政补助等措施进行补偿的方式<sup>[4]</sup>, 如辽河、东江<sup>[5]</sup>、新安江<sup>[6]</sup>流域所实施的补偿都属于政府补偿。市场补偿是指采用经济手段, 在政府规定和法律允许的范围内, 利用市场交易改善生态环境措施的总称<sup>[7]</sup>。如日本的水源林基金<sup>[8]</sup>、玻利维亚的LosNegros项目<sup>[9]</sup>都属于市场补偿。NGO参与型补偿是指非政府部门利用资金或实物, 与被补偿者或者其他相关部门进行合作, 从而实施生态补偿的方式<sup>[7]</sup>。Perrier Vittel S. A.公司的生态补偿<sup>[10]</sup>、Saraiqui流域的生态补偿就属于典型的NGO参与型补偿。因为市场补偿存在交易主体的“自利性”、适用范围的局限性、交易成本较高等问题, NGO参与型补偿存在社会认可度不高、补偿规模较小等问题, 所以政府补偿仍然是目

**作者简介:** 孙玉环(1970~), 教授, 主要研究方向为资源与环境统计分析。E-mail: yhsun602@126.com

**基金项目:** 国家社会科学基金重大项目(18ZDA126)

前开展流域生态补偿最重要的形式<sup>[11]</sup>。

补偿标准的制定是构建流域生态补偿机制的核心内容，补偿主体和受偿客体共同认定的补偿标准更是推动流域生态补偿顺利实施的关键。目前，国内外学者在界定流域生态补偿标准时所采用的方法多是基于投入与收益角度。基于投入角度进行测算的方法主要有费用分析法<sup>[12]</sup>和机会成本法<sup>[13]</sup>，基于收益角度进行测算的方法主要是支付意愿法<sup>[14,15]</sup>和生态服务价值法<sup>[16,17]</sup>。随着流域生态补偿研究进一步深入，部分学者开始从“水足迹”角度<sup>[18]</sup>、水资源价值角度<sup>[19]</sup>、水环境剩余容量角度<sup>[20,21]</sup>、投入产出等角度<sup>[22]</sup>构建生态补偿量化模型进行实证分析，并且从政策支持、资金筹集、公众参与等角度提出了各种建议，为中国探索流域生态补偿标准提供了研究基础和理论支撑。

综上，大部分对于流域生态补偿标准的研究多是基于投入或者收益等“增益型”角度展开，而基于水质补偿和水量分摊角度对跨流域生态补偿展开的研究相对较少。在研究方法上，费用分析法虽然核算过程比较直观，但计算中却涉及大量数据，计算结果受限于数据的可获取性和精准度；机会成本法是通过计算直接损失来对生态补偿进行衡量，但是对于间接损失则无法进行测算，因此测算结果并不能代表整体；支付意愿法在调查过程中容易出现信息不对称，导致被调查者的支付意愿与真实意愿之间存在偏差；生态服务价值法中由于生态服务功能价值易被高估，可能使所得结论与实际间存在较大偏差；水资源价值法是基于可交易的市场商品价格来评价水资源或水污染的价值，但是水质修正系数的设定容易受到主观因素的影响。在补偿类型上，大多数基于由中央出资的政府补偿，当中央政府减少或停止发放补偿金后，资金的筹集将成为棘手问题，资金筹集不足必然对生态补偿效果产生负面影响。

本文在现有研究的基础上，考虑流域生态补偿标准制定过程中包含的多重因素，构建包含水质和水量双重指标的生态补偿测算模型，并且基于“谁受益，谁补偿”的原则，充分考虑到水源区因生态环境破坏或者经济发展受阻所遭受的损失，以及水源区水质不达标或未提供规划水量给受水区造成的损失，建立库区与受水区的双向补偿机制，将国家层面的直接纵向补偿逐渐转化为横向跨区域、跨流域、多元化的生态补偿机制。

## 1 研究区域、数据与方法

### 1.1 研究区概况

南水北调中线工程从丹江口水库调水，丹江口水库作为中线工程的核心水源地，是中线工程水源保护最脆弱的部分，地位特殊，责任重大。如图 1 所示，丹江口水库主体部分位于湖北省十堰市以及河南省南阳市，《丹江口库区及上游水污染防治和水土保持“十三五”规划》（以下简称《规划》）中将河南省三门峡市卢氏县和洛阳市栾川县也划分到库区范围。从经济发展角度考虑，库区所属地多为经济不发达地区，经济发展与下游京津地区的发展严重失调，若只依靠库区的资金支持，会给库区造成巨大的经济压力。从区位因素考虑，由于库区、上游汇水区、供水区分别属于不同省份，且上游汇水区和库区之间多使用跨界断面水质考核生态补偿而库区与受水区之间则更多使用水价调节生态补偿。双重因素的叠加更进一步加剧了丹江口水库实施生态补偿的复杂性，因此更需要制定符合库区现状的生态补偿标准。

### 1.2 数据来源

本文所用数据来自南水北调中线工程水源区与受水区各省市 2016~2019 年《统计发展公报》《水土保持公报》，2017~2020 年各省市《统计年鉴》，2016~2019 年《中国南水北调工程建设年鉴》《规划》，河南省与湖北省《水土保持规划（2016-2030 年）》以及中国环境监测总站 2016~2019 年重点断面水质监测数据。



图 1 丹江口水库区位图

### 1.3 研究方法

本研究通过构建水质水量模型对丹江口库区的生态补偿标准进行测算。采用改进的内梅罗综合指数法<sup>[23]</sup>对水质断面指数进行综合评价，避免了使用单因子评价法只能进行定性评价的弊端；采用组合赋权法测度指标权重，提高水质模型评估的科学性、准确性和可靠性；借鉴徐大伟等<sup>[24]</sup>依据水权和对国家 GDP 贡献度的评价体系制定水量补偿标准；在补偿方向上选择“双向补偿”以便更好鞭策库区的生态治理与修复，具体模型构建如下：

#### 1.3.1 水质模型构建

本文在分析和借鉴国内外最新研究成果的基础上，基于综合指数测算算法构建水质模型。在构建水质模型时具体的研究方法和研究手段主要有：

##### (1) 改进的内梅罗污染指数法

内梅罗污染指数法本质是一种彰显极大值的计权型多因子环境质量指数。传统内梅罗指数法只突出最大污染因子，忽略其余实测浓度不大，但是对水质影响很大的污染因子。为了改进传统内梅罗污染指数法的缺陷，通过引入各污染因子在水质评价中所占的权重，使内梅罗污染指数法能更加突出低浓度但高危害的污染因子对水质的影响。

改进的内梅罗综合污染指数计算公式为：

$$P_j = \sqrt{\frac{F_{\max}^2 + F^2}{2}} \quad (1)$$

$$F_{\max} = \frac{F_{\max} + F_w}{2} \quad (2)$$

式中： $P_j$ 为第  $j$  种用途的内梅罗污染指数； $F_w$ 代表权重值最大污染因子的  $c_i$  与  $s$  的比值； $F_{\max}$ 为  $c_i/s_{ij}$  比值中最大的一项； $F$ 为比值加和后的平均值； $c_i$ 为第  $i$  种污染因子的实际浓度； $s_{ij}$ 为第  $i$  种污染因子  $j$  种用途的标准值。

当  $c_i/s_{ij} > 1$  时，计算公式如下 (其中  $k$  为常数 5)：

$$\frac{c_i}{s_{ij}} = 1 + k \times \lg\left(\frac{c_i}{s_{ij}}\right) \quad (3)$$

当  $c_i/s_{ij} < 1$  时，用  $c_i/s_{ij}$  的实际值。其中污染因子权重确定的具体方法如下：将各种污染因子  $s_i$  的排放标准按由小到大的顺序排列  $s_1, s_2, \dots, s_n$ ，然后将其中的最大值  $s_{max}$  与  $s_i$  比较并令  $R_i$  表示第  $i$  种污染因子的相关性比值。

$$R_i = \frac{s_{max}}{s_i} \quad (4)$$

$$Z_i = \frac{R_i}{\sum_{i=1}^n R_i} \quad (5)$$

式中： $z_i$  为第  $i$  种污染因子的权重，显然  $\sum_{i=1}^n z_i = 1$ 。

## (2) 组合赋权法

组合赋权法是将主观赋权与客观赋权相结合的赋权方式。本文通过层次分析法、熵值法和离差最大化法的组合来对水质指标的权重进行确定，既可以考虑专家判断的能动性，又可以示范评价指标的特性，提高评估的科学性、准确性和可靠性。

## (3) 水质模型

构建综合水质指数：

$$P_{\text{总}} = \gamma_1 P_1 + \gamma_2 P_2 \quad (6)$$

$P_j$  越大，代表断面水质越差；反之，代表断面水质越好。

考虑水质指标的相邻区域生态补偿量的计算公式为  $M_1 = Q_p C_p$ ， $Q_p$  是区域断面处行政区的污水排放量， $C_p$  是水质改良单位投入成本，第 III 类水质改进的内梅罗污染指数范围为： $0.674 \leq P_{\text{标准}} \leq 1$ 。综上，可得水质生态补偿标准的计算公式：

$$M_1 = \begin{cases} Q_p C_p | P - 0.674 | & P < 0.674 \\ 0 & 0.674 \leq P \leq 1 \\ Q_p C_p | P - 1 | & P > 1 \end{cases} \quad (7)$$

### 1.3.2 水量模型构建

水资源利用过程中，不仅要考虑水质的优劣，更重要的是满足水量的需求，尤其是在水资源短缺的地区，人们对水量的重视程度甚至超过对水质的要求，这也导致对水量保持的投入成本可能要高于对水质保持的投入成本。所以流域补偿中补偿额的确定，不能仅仅只考虑水质，水量也同样重要。

在徐大伟等<sup>[32]</sup>的跨流域水量评价方法上，建立基于库区的水量补偿测算模型：

$$L_i = Q_i^* (1 + G_i) = \frac{Q_i^a}{Q_i^s} \left( 1 + \frac{GDP_i}{\sum_{i=1}^m GDP_i} \right) \quad (8)$$

$$Q_i = (Q_i^a - Q_i^s) \quad (9)$$

$$M_2 = C_i Q_i L_i \quad (10)$$

式中： $(1+G_i)$ 代表每个受水区的经济贡献率； $Q_i^*$ 表示各受水区的水量比率； $L_i$ 用于表征不同受水区的自然与经济因素； $Q_i^a$ 代表各受水区的实际取水量； $Q_i^s$ 代表南水北调委员会给各受水区分配的取水量； $GDP_i$ 为各受水区国内生产总值； $\sum_{i=1}^m GDP_i$ 表示调水沿线各受水区的国内生产总值之和； $M_2$ 是基于水量确定的生态补偿额； $C_i$ 为保持某一水量的单位投入成本，如植树造林、治理水土流失投入的成本。

因此基于水量模型的生态补偿可分为以下3种情况：

①当  $Q_i^a - Q_i^s < 0$  时，说明该受水区的实际调水量小于其规划的水量额度，受水区因节约用水而使库区受益，因此库区应给予受水区补偿；

②当  $Q_i^a - Q_i^s = 0$  时，说明该受水区的实际调水量正好等于其规划的水量额度，不产生补偿行为；

③当  $Q_i^a - Q_i^s > 0$  时，说明该受水区的实际调水量超出其规划的水量额度，库区因被占用额外水量而利益受损，因此受水区应给库区提供补偿。

### 1.3.3 水质——水量生态补偿模型

$$T_i = \frac{t_i}{\sum_{i=1}^m t_i} \quad (11)$$

$$M = T_i M_1 + M_2 \quad (12)$$

式中： $T_i$ 为各受水区的水质权重系数； $t_i$ 为第  $i$  个受水区的用水量； $M$ 为总生态补偿额。

## 2 丹江口水库生态补偿标准测算

本文选取 2016~2019 年度的数据，分别对水质和水量指标进行测算，得到丹江口库区基于水质水量的生态补偿额。

## 2.1 基于水质的生态补偿标准测算

### 2.1.1 各断面水质指数测算

本文选取丹江口水库库体交界断面胡家岭和南水北调中线工程取水口陶岔两个站点，并根据中国环境监测总站的全国主要流域重点断面水质自动监测报告，选取氢离子浓度指数(pH)、溶解氧(DO)、高锰酸钾盐指数(COD<sub>Mn</sub>)、水中氨氮含量(NH<sub>3</sub>-N)4项河流水质评价项目。

根据中国现行的《地表水环境质量标准》(GB3838-2002),将资源质量由高到低依次划分为5类,详情见表1。

表1 地表水环境质量标准各项目限值(mg/L)

指标	I类	II类	III类	IV类	V类
氢离子浓度指数(PH)			6~9		
溶解氧(DO)	≥7.5	7.5~6	6~5	5~3	3~2
高锰酸钾盐指数(COD <sub>Mn</sub> )	≤2	2~4	4~6	6~10	10~15
水中氨氮含量(NH <sub>3</sub> -N)	≤0.15	0.15~0.5	0.5~1.0	1.0~1.5	1.5~2.0

注：除PH以外其余指标单位均为mg/L。

根据环境保护部颁发的《集中式饮用水水源环境保护指南》可知，当水质标准达到III类时即可作为集中式生活饮用水，因此根据公式(4)和公式(5)计算在III类标准下各污染因子的权重W<sub>i</sub>,结果见表2。

表2 各污染因子权重

指标	氢离子浓度指数 (pH)	溶解氧 (DO)	高锰酸钾盐指数 (COD <sub>Mn</sub> )	水中氨氮含量 (NH <sub>3</sub> -N)
S <sub>i</sub>	9.00	5.00	6.00	1.00
R <sub>i</sub>	1.00	1.80	1.50	9.00
Z <sub>i</sub>	0.08	0.14	0.11	0.67

采用第III类水质作为参考标准时，改进的内梅罗污染指数法中j=3,又因为溶解氧的含量越高代表水质品质越好，故计算溶解氧时F采用s<sub>ij</sub>/c<sub>i</sub>,利用公式(1)~(3)可计算出胡家岭和陶岔断面的内梅罗污染指数。

### 2.1.2 综合水质指数测算

#### (1) 层次分析法

在评价两个断面重要程度时，请领域内专家对水质指标中 4 个参数的重要程度两两之间进行比较并打分，然后进行数据处理得到 4 个参数的判断矩阵。

①胡家岭断面判断矩阵

$$P_{\text{胡}} = \begin{bmatrix} 1.00 & 0.40 & 0.15 & 0.53 \\ 2.50 & 1 & 0.65 & 0.54 \\ 6.90 & 1.55 & 1 & 1.28 \\ 1.88 & 1.83 & 0.78 & 1 \end{bmatrix}$$

该矩阵的最大特征根为 4.153, 对应的最大特征向量为  $W_{\text{胡}}=(0.093, 0.208, 0.419, 0.280)$ ,  $CI=0.057$ ,  $RI=0.9$ ,  $CR=0.064$ , 其值小于 0.1, 通过一致性检验且有满意的一致性。

②陶岔断面判断矩阵

$$P_{\text{陶}} = \begin{bmatrix} 1 & 0.38 & 0.23 & 0.30 \\ 2.63 & 1 & 0.40 & 0.54 \\ 4.41 & 2.53 & 1 & 0.57 \\ 3.39 & 1.84 & 1.76 & 0.39 \end{bmatrix}$$

该矩阵的最大特征根为 4.111, 对应的最大特征向量为  $W_{\text{陶}}=(0.085, 0.183, 0.340, 0.392)$ ,  $CI=0.042$ ,  $CR=0.046$ ,  $CR$  值小于 0.1, 通过一致性检验。

③综合指数判断矩阵

$$P = \begin{bmatrix} 1 & 6/11 \\ 11/6 & 1 \end{bmatrix}$$

该矩阵的最大特征根为 2, 对应的最大特征向量为  $W=(0.353, 0.647)$ ,  $CI=0$ ,  $CR=0$ , 通过一致性检验。对层次总排序的一致性进行检验，其中， $CI=0.047$ ,  $RI=0.9$ ,  $CR=0.052$ , 通过一致性检验。

(2)熵值法与离差最大化法

采用熵值法和离差最大化法对指标总得分和权重进行计算。

(3)综合内梅罗污染指数

运用线性加成公式  $\tilde{\omega}_j = \alpha w_{1j} + \beta w_{2j} + \theta w_{3j}$  测算组合权重。其中  $w_{ij}$  ( $i=1, 2, 3$ ) 分别代表 3 种赋权方法， $\alpha, \beta, \theta$  代表 3 种赋权方法的相对重要程度，本文认为 3 种赋权法同等重要，即  $\alpha = \beta = \theta = 1/3$ 。测算出最终权重为  $W=(0.44, 0.56)$ , 将其带入公式(6)可得综合内梅罗污染指数  $P_{\text{总}}=0.44P_{\text{胡家岭}}+0.56P_{\text{陶岔}}$ 。

### 2.1.3 水质补偿量

根据 2015 年国家住建部印发的《污水处理费征收使用管理实施办法》<sup>1</sup>, 设市城市居民每吨污水处理费不低于 0.95 元, 非居民不低于 1.4 元。本文所采用污水数据来自各县市统计年鉴中的工业废水排放量, 因此将水质改良的单位投入成本  $C_0$  设定为 1.4 元/立方米。查阅湖北省与河南省 2017~2020 年统计年鉴可知十堰市、南阳市、三门峡市、洛阳市废水排放量, 根据公式(7)可计算出相应的水质补偿额。

基于测算结果, 从补偿额变化趋势来看, 四省市均表现出先下降后上升的趋势。2017 年水质补偿额突然下降, 主要是由于 2017 年库区水质中氨氮含量( $\text{NH}_3\text{-N}$ )增高, 其中, 胡家岭断面中氨氮含量更是高达 1.06mg/l, 氨氮含量过高使水体产生富营养化, 水质变差, 进而受水区对库区所支付水质补偿额变少。2017 年以后, 库区采取搬迁移民、关停高污染企业、取缔入河排污口等措施使水质达到国家 I 类和 II 类标准的比例上升, 水质的提升使各受水区享受到优质的水资源, 因此, 基于“谁受益, 谁补偿”原则, 受水区应向库区支付更多的生态补偿金。分省份来看, 河北所支付的水质补偿额增速最快, 一方面是因为河北受水量增加, 其支付的水质补偿额因总量因素上升; 另一方面则是河北水质中的硫酸根离子指标偏高, 调水进京津时易对输水管道造成“冲击”, 产生“水黄”现象, 双重因素作用下使河北支付水质补偿额增速位居首位。

### 2.2 基于水量的生态补偿标准测算

水源地为维持水量而开展的生态涵养建设, 主要集中在植树造林、森林抚育等可以增加生态效益的举措上。根据库区及其上游生态建设所测算出的各项目平均成本可知 2, 退耕还林工程成本为 7499 元/ $\text{hm}^2$ , 天然林保护成本为 1602 元/ $\text{hm}^2$ , 森林抚育成本为 3000 元/ $\text{hm}^2$ , 植树造林成本为 14775 元/ $\text{hm}^2$ , 重点防护林成本为 11940 元/ $\text{hm}^2$ , 水土流失治理成本为 90 万元/ $\text{km}^2$ , 结合湖北省农村统计年鉴与河南省统计公报中所提供的上述项目数据, 可测算出库区每年水量单位投入成本  $C_1$ , 其中 2016 年为 1.29 元/ $\text{m}^3$ , 2017 年为 0.53 元/ $\text{m}^3$ , 2018 年为 0.33 元/ $\text{m}^3$ , 2019 年为 0.48 元/ $\text{m}^3$ , 其余指标测算结果见表 3。基于公式(8)~(12), 可对 2016~2019 年度各受水区所应承担的水量补偿额进行测算。

基于测算结果, 整体来看, 每年的水量补偿额变动情况明显, 各受水区受到当年降水量、蓄水量等种种因素的影响, 导致每年所需水量产生变化, 进而各年水量补偿额之间也存在差异。分省份来看, 北京支付的水量补偿额最多, 除了生产、生活用水外, 北京需要调用更多的水量到应急水源地以回补地下水, 故水量需求较其他省份更多; 河南可直接通过南水北调中线总干渠向河南下游河道及水库输水, 同时也能利用丹江口水库秋汛展开生态补水, 可以更便利、快捷地获取到规划调水量以外的水资源, 故需要支付较高的水量补偿额, 针对河南 2019 年出现的反向补偿, 可考虑调节规划供水量, 实现水资源高效利用; 前两年河北实际调水量小于规划供水量, 库区对河北实施反向补偿, 进而四年间河北无需支付较多水量补偿额, 2018 年, 河北通过南水北调工程向滹沱河、七里河等河流实施生态补水项目, 水量补偿额开始由负转正; 与其他受水区相比, 天津能够依靠海河满足基本用水, 对外来水资源的需求相对较低, 因此其支付水量补偿额最少。

表 3 受水区水量指标计算结果

指标	年份	北京	天津	河北	河南
$Q_i^*$ (亿 $\text{m}^3$ )	2016	0.95	1.04	0.96	1.03
	2017	1.02	1.21	0.55	1.17
	2018	1.09	1.16	1.68	1.36
	2019	2.35	1.06	1.07	0.90

Q <sub>i</sub> (亿 m <sup>3</sup> )	2016	-0.59	0.32	-0.23	0.34
	2017	0.17	1.81	-6.04	2.49
	2018	1.04	1.43	9.04	6.32
	2019	5.66	0.67	1.64	-2.16
G <sub>i</sub>	2016	0.73	0.05	0.09	0.12
	2017	0.23	0.15	0.27	0.35
	2018	0.24	0.14	0.26	0.35
	2019	0.25	0.10	0.25	0.39
L <sub>i</sub>	2016	1.64	1.09	1.05	1.15
	2017	1.25	1.39	0.69	1.58
	2018	1.36	1.32	2.12	1.84
	2019	2.95	1.17	1.35	1.25
T <sub>i</sub>	2016	0.27	0.23	0.16	0.34
	2017	0.23	0.23	0.16	0.38
	2018	0.18	0.15	0.32	0.35
	2019	0.15	0.18	0.36	0.30

### 2.3 生态补偿标准比较

本节将模型测算结果与政府实际补偿额进行对比,并对现行生态补偿标准进行评价。基于表 4 与表 5 的测算结果可知,2016~2019 四年间库区所需总生态补偿额已达 28.79 亿元,而“十三五”规划期间财政筹集专项资金约为 30.24 亿元,采用 2016~2019 四年间平均补偿额作为 2020 年补偿额的推测,推算库区生态补偿额存在约为 5.75 亿元的缺口。依据测算结果,水质补偿额与实际补偿额基本吻合,缺口较小。考虑到财政压力,在水质方面,库区可考虑引入市场机制,比如通过提高水价、实施排污权交易等措施来获得差额补偿额。与实际相比,水量补偿额存在较大缺口,主要是因为本文在《规划》基础上考虑到森林抚育、重点防护林建设等未列入《规划》的项目。面对水量缺口,不仅要依靠中央政府继续在退耕还林还草、水土保持等国家重点建设工程上发放补助,还需要各受水区依据分摊水量支付相应水量补偿来共同加强库区水源涵养。

表 4 水质水量模型测算结果

补偿额	北京	天津	河北	河南	总计
水质	1.81	1.74	2.44	2.71	8.70
水量	7.34	2.78	4.85	5.12	20.09

总量	9.15	4.52	7.29	7.83	28.79
----	------	------	------	------	-------

表5 “十三五”规划库区建设任务投资估算表(亿元)

任务名称		河南	湖北	总计	
水质保持	工业污染治理	0.45	1.14	1.59	9.79
	水环境整治	0.90	2.90	3.80	
	污染防治	1.60	2.80	4.40	
水源涵养	水土流失治理	2.28	6.16	8.44	20.45
	退耕还林还草	1.05	5.15	6.2	
	天然林保护	0.87	3.91	4.78	
	石漠化处理	0.00	1.03	1.03	
总计		7.15	23.09	30.24	

### 3 结论与建议

#### 3.1 研究结论

基于模型测算结果，本文得出以下结论：

(1)从测算总额来看，2016~2019 四年间库区所需总生态补偿额为 28.79 亿元，与“十三五”规划期间财政筹集专项资金进行对比，推算库区生态补偿额存在约为 5.75 亿元的缺口。使用水质水量模型测算出的库区生态补偿额要高于筹集到的补偿额，足够的补偿金对于库区进行生态补偿建设有推动作用，因此，财政补贴依然是库区进行生态补偿的短板。

(2)从各受水区测算结果来看，2016~2019 年 4 年间，北京、天津、河北、河南应分别承担 9.15、4.52、7.29、7.83 亿元的生态补偿额。各受水区补偿额的测算为探索流域生态横向补偿标准以及水源区与受水区间的直接对口帮扶提供思路。

(3)从水质水量补偿额对比来看，水量补偿总额为 20.09 亿元明显高于 8.7 亿元的水质补偿总额，受水区对水量的重视程度超过了水质。从地理因素考虑，4 个省市均属于华北地区，华北地区降水量少、地面径流缺乏且人口稠密、工农业用水量大，资源性缺水导致受水区对水量产生高需求。

#### 3.2 建议

通过以上分析，本文主要提出以下几点建议：

(1)拓展流域生态补偿的资金渠道。

---

在政府加强财政纵向转移支付补偿力度的同时,尽可能调动各种资源支持流域生态补偿,积极拓展多维度、多层级的多元化融资渠道,将“输血式”补偿向“造血式”补偿转化。

(2)在政府财政补偿的基础上,积极展开更为灵活的生态补偿方式。

基于“谁受益,谁补偿”原则建立受水区与水源区的直接对口补偿,由受水区直接根据水源区每年的水质水量来决定库区的补偿标准。或者逐步建立库区生态服务市场,探索库区的市场补偿机制,推动政府补偿向市场补偿转换,以此将较大份额的生态价值和经济建设成本转移给市场,减轻政府部门财政压力。

(3)对生态补偿额进行专业化、标准化测算。

针对生态补偿方式、补偿范畴、补偿资金筹集、补偿标准确定等问题,库区与各受水区共同成立专业化生态补偿标准测算机构,协商建立评估机制,培训专业的评估人员,开发生态价值数量化评估技术,为生态补偿提供数量化的技术保障,建立生态补偿标准测算模型,为库区生态补偿制定科学的补偿标准。在进行理论研究的同时,也要结合实际选择具有代表性的地区进行试点研究,不断总结经验,推进库区生态补偿标准的建立和完善,确保“一江南水润北方”。

#### 参考文献:

- [1]禹雪中,冯时.中国流域生态补偿标准核算方法分析[J].中国人口·资源与环境,2011,21(9):14-19.
- [2]董正举,严岩,段靖,等.国内外流域生态补偿机制比较研究[J].人民长江,2010,41(8):36-39.
- [3]中国生态补偿机制与政策研究课题组.中国生态补偿机制与政策研究[M].北京,科学出版社,2007.
- [4]王军锋,侯超波,闫勇.政府主导型流域生态补偿机制研究——对子牙河流域生态补偿机制的思考[J].中国人口·资源与环境,2011,21(7):101-106.
- [5]王军锋,侯超波.中国流域生态补偿机制实施框架与补偿模式研究——基于补偿资金来源的视角[J].中国人口·资源与环境,2013,23(2):23-29.
- [6]景守武,张捷.新安江流域横向生态补偿降低水污染强度了吗?[J].中国人口·资源与环境,2018,28(10):152-159.
- [7]高玫.流域生态补偿模式比较与选择[J].江西社会科学,2013,33(11):44-48.
- [8]DANIELE P,PATAY D. Case studies of markets and innovative financial mechanisms for water services from forests[R]. Washington D. C., Forestry Trends, 2001.
- [9]SVEN W, MONTERRAT A. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4): 685-698.
- [10]PERROT-MATRE D. The Vittel Payments for Ecosystem Services: A “Perfect” PES Case?[R]. Project Paper No. 3. London: IIED, 2006

- 
- [11]李云燕. 我国自然保护区生态补偿机制的构建方法与实施途径研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(12):1957-1965.
- [12]张家荣. 南水北调中线商洛水源地生态补偿标准研究[J]. 中国水土保持, 2014(2):51-53.
- [13]王西琴, 高佳, 马淑芹, 等. 流域生态补偿分担模式研究——以九洲江流域为例[J]. 资源科学, 2020, 42(2):242-250.
- [14]徐大伟, 刘春燕, 常亮. 流域生态补偿意愿的 WTP 与 WTA 差异性研究: 基于辽河中游地区居民的 CVM 调查[J]. 自然资源学报, 2013, 28(3):402-409.
- [15]IMARAN K, ZHAOM J, SUFYAN U, et al. Spatial heterogeneity of preferences for improvements in river basin ecosystem services and its validity for benefit transfer[J]. Ecological Indicators, 2018, 93:627-637.
- [16]周晨, 丁晓辉, 李国平, 等. 南水北调中线工程水源区生态补偿标准研究——以生态系统服务价值为视角[J]. 资源科学, 2015, 37(4):792-804.
- [17]林秀珠, 李小斌, 李家兵, 等. 基于机会成本和生态系统服务价值的闽江流域生态补偿标准研究[J]. 水土保持研究, 2017, 24(2):314-319.
- [18]刘红光, 陈敏, 唐志鹏. 基于灰水足迹的长江经济带水资源生态补偿标准研究[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(11):2553-2563.
- [19]王娟丽, 马永喜. 水资源跨区转移用水效益增值评估模型的构建与应用[J]. 水利经济, 2020, 38(5):24-29.
- [20]谢晓敏, 蹇兴超, 冯庆革. 基于 COD 水环境剩余容量的流域生态补偿研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2013, 23(S1):103-106.
- [21]申诗嘉, 彭虹, 夏函, 等. 基于环境质量底线的污染物总量控制研究——以汉江中上游为例[J]. 人民长江, 2020, 51(7):52-57.
- [22]李继清, 薛智明, 谢开杰. 跨流域调水工程受水区生态补偿标准研究[J]. 水力发电, 2021, 47(1):1-6, 33.
- [23]朱迪, 梅亚东, 吴贞晖, 等. 基于分组赋权和改进内梅罗指数的赣江中下游整体水文改变度计算[J]. 武汉大学学报(工学版), 2019, 52(12):1048-1055.
- [24]徐大伟, 郑海霞, 刘民权. 基于跨区域水质水量指标的流域生态补偿量测算方法研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2008(4):189-194.

**注释:**

1 [http://www.gov.cn/zhengce/2016-05/22/content\\_5075626.htm](http://www.gov.cn/zhengce/2016-05/22/content_5075626.htm).

2 <http://www.henan.gov.cn/2015/04-22/270556.html>.